

ORIGINALES

Establecimiento de valores máximos admisibles en suelo para la protección de la salud con el modelo Lur

T. Martínez-Rueda¹ / K. Cambra² / A. Urzelai³ / L. González de Galdeano²¹Subdirección de Salud Pública. Dirección Territorial de Sanidad de Bizkaia. Departamento de Sanidad. Gobierno Vasco.²Dirección de Salud Pública. Departamento de Sanidad. Gobierno Vasco.³Fundación LABEIN, Centro Tecnológico. Bilbao.

Correspondencia: Teresa Martínez-Rueda. Subdirección de Salud Pública. Dirección Territorial de Sanidad de Bizkaia. Departamento de Sanidad. Gobierno Vasco. M.^a Díaz de Haro, 60. 48010 Bilbao. E-mail: ambienbi-san@ej-gv.es

Recibido: 26 de enero de 2000*Aceptado:* 22 de agosto de 2000**(Setting maximum soil levels for health protection with the Lur model)**

Resumen

Objetivos: La contaminación ambiental puede ser origen de problemas de salud y, actualmente, es vivida por las poblaciones como una amenaza. Al establecer concentraciones máximas admisibles de contaminantes ambientales, debe garantizarse la protección de la salud pública y la creación de ambientes saludables. En la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) se han derivado valores máximos admisibles de contaminantes en suelo siguiendo el modelo denominado LUR, basado en la evaluación de riesgos. Estos valores representan niveles de contaminante en el suelo que no suponen un riesgo inaceptable para la población humana.

Métodos: Los valores máximos admisibles de contaminantes en suelo se han derivado a partir de la definición de qué es un riesgo admisible y de la combinación de la información relativa a la valoración de la toxicidad del compuesto y a la exposición esperada de las personas según el uso que se haga del suelo. Se han considerado 5 usos o escenarios de exposición: área de juego infantil, residencial con huerta, residencial, parque público e industrial/comercial. Para el cálculo de la exposición estándar se han tenido en cuenta, como rutas de exposición, la ingestión de suelo, el consumo de hortalizas de producción propia, la inhalación de partículas y de compuestos volátiles, y la absorción por vía dérmica. Se han considerado menos robustos los valores máximos admisibles en cuyo cálculo tienen un peso importante la inhalación y la vía dérmica, debido a que el cálculo de la exposición por estas rutas tiene un nivel de incertidumbre mayor.

Resultados y conclusiones: Se presentan los resultados de la aplicación de esta metodología en dos casos ilustrativos: el cadmio como contaminante inorgánico con efectos distintos al cáncer, y el del benzo(a)pireno como contaminante orgánico con acción cancerígena. Se discuten las limitaciones de la metodología empleada.

Palabras clave: Evaluación de riesgos. Contaminación del suelo. Estándares. Cadmio. Benzo(a)pireno.

Abstract

Objective: Environmental pollution can be the origin of health problems and it is seen by populations as a hazard. Therefore, when environmental maximum levels of contaminants are set it is necessary to guarantee public health protection and to promote a healthy environment. In the Basque Autonomous Community (Spain) the establishment of maximum levels of contaminants in soil has followed the model named LUR, based on the risk assessment methodology. These values are levels of pollutant that are supposed not to represent an unacceptable risk for human beings.

Methods: Maximum levels of contaminants in soil arise from establishing a maximum tolerable risk and assessing toxicity information and human exposure in relation to land uses. The model has considered 5 land uses for exposure: children playground, residential with garden, residential, public park and industrial/commercial. The routes of exposure taken into account have been soil ingestion, consumption of home-grown vegetables, soil particle and vapour inhalation and dermal absorption. When inhalation and dermal absorption contribute largely to contaminant intake, standards are less robust because uncertainty in exposure assessment in these cases is high.

Results and conclusions: The results of applying this methodology to the case of two contaminants are presented: cadmium, as a non carcinogenic inorganic contaminant, and benzo(a)pyrene, as a carcinogenic organic contaminant. Limitations of the methodology are discussed.

Key words: Risk assessment. Soil pollution. Standards. Cadmium. Benzo(a)pyrene.

Introducción

Existen actualmente en Europa más de 750.000 emplazamientos potencialmente contaminados, resultado de la actividad industrial y del depósito o vertido de residuos¹. Puede existir una exposición de las personas a los contaminantes del suelo, por lo que el gestor ambiental se encuentra ante situaciones en las que tiene que decidir si la contaminación de un emplazamiento puede ser origen de problemas de salud. La tendencia actual es realizar las evaluaciones mediante dos aproximaciones¹. En primer lugar, por razones económicas y de eficacia, es necesario valorar directamente los niveles de contaminantes en el suelo, mediante su comparación con valores límite referidos a distintos usos del suelo. En segundo lugar, y únicamente para aquellos emplazamientos en los que se han superado los valores límite, serían necesarios los estudios específicos de análisis de riesgos.

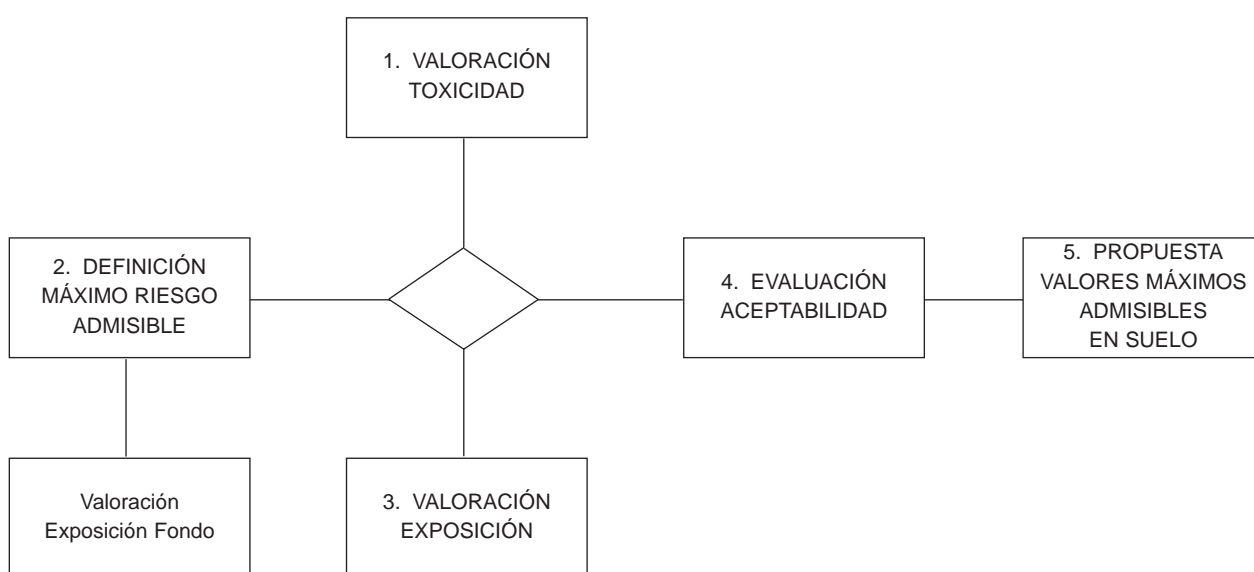
Se describen aquí los criterios, asunciones, modelos y datos que, en conjunto, constituyen el modelo denominado LUR, utilizado en la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) en la derivación de los valores máximos admisibles en suelo para la protección de la salud, así como su aplicación al cadmio como contaminante inorgánico y efectos distintos al cáncer, y al benzo(a)pireno como contaminante orgánico con efecto cancerígeno. Estos valores reciben el nombre de Valores Indicativos de Evaluación (VIE-B)² y representan,

para 5 usos del suelo, niveles de contaminante que no suponen un riesgo inaceptable para las poblaciones humanas. Por debajo de estos valores, no serían necesarias restricciones en el uso del suelo. Por encima, no puede descartarse que ocurran exposiciones a los contaminantes del suelo mayores que lo aceptable, por lo que es necesario estudiar las condiciones específicas del lugar en cuestión.

Métodos

La metodología general aplicada en la derivación de los valores máximos admisibles en suelo se corresponde con la metodología general de evaluación de riesgos para la salud humana^{3,4}, si bien el proceso discurre en sentido inverso. Las concentraciones se derivan a partir de la definición del riesgo máximo admisible y de la combinación de la información relativa a la valoración de la toxicidad del compuesto y a la exposición esperada de las personas según el uso que se haga del suelo (Fig. 1). En otras palabras, se calcula la concentración de contaminante en suelo a la que corresponde una exposición esperada equivalente a la del máximo riesgo admisible. Estos valores son posteriormente contrastados en base a su aceptabilidad ambiental y social para proponer finalmente un valor máximo admisible.

Figura 1. Metodología LUR para el establecimiento de niveles máximos admisibles de contaminantes en suelo para la protección de la salud.



Valoración de la toxicidad

La valoración de la toxicidad se hace de manera distinta para los contaminantes cancerígenos y para los que producen otro tipo de efectos. Para los segundos, se acepta que existen mecanismos protectores que hacen que deba sobrepasarse una dosis de exposición antes de que se manifieste un efecto, mientras que en el caso de sustancias cancerígenas se considera que no existe un umbral o nivel sin efecto, y que toda dosis de exposición conlleva un aumento de la probabilidad de desarrollar un cáncer.

Para los efectos distintos al cáncer, siempre que existan, se han empleado los valores de Ingesta Diaria Tolerable (IDT)⁵ establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS) a través del *Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives* (JECFA)⁶. En caso contrario, por orden de preferencia, hemos utilizado las referencias de la base de datos IRIS (*Integrated Risk Information System*)⁷ de la Agencia Americana de Medio Ambiente (EPA) y los presentados por Kalberlah y col.⁸ para la Agencia Federal Alemana de Medio Ambiente (UBA).

Para los cálculos de riesgo adicional de cáncer hemos utilizado los valores empleados por la OMS para el establecimiento de los valores guía de calidad del aire⁹ y del agua¹⁰ y los factores de pendiente de la EPA⁷.

Elección del máximo riesgo admisible

En el caso de sustancias con efecto distinto a cáncer, la elección del máximo riesgo admisible, consiste en determinar qué fracción de la dosis tolerable puede destinarse a una exposición potencial desde el suelo, teniendo en cuenta que la población necesita un margen de seguridad frente a exposiciones por otras rutas. Esta fracción debe determinarse para cada contaminante, pues su valor va a depender de la exposición de la población general por todas las rutas y del nivel de fondo de los suelos en la CAPV. Los valores empleados han oscilado entre el 10 y el 50% de la IDT.

En el caso de sustancias cancerígenas, la elección del máximo riesgo admisible consiste en concretar un límite para la probabilidad adicional de desarrollar cáncer en un individuo a lo largo de la vida como consecuencia de la exposición a un contaminante del suelo. Como criterio general, se ha empleado un riesgo adicional de 10^{-5} (1 caso por cada 100.000 expuestos), para cada uso del suelo y contaminante.

Valoración de la exposición

El cálculo de la exposición debe incluir la identificación de las poblaciones expuestas, las rutas de ex-

posición y la duración y frecuencia para cada una de las rutas. La fórmula genérica para el cálculo de la exposición es la siguiente:

$$IDE = C \cdot \frac{TC \cdot FE \cdot DE}{PC} \cdot \frac{1}{TM}$$

donde:

- IDE = Exposición expresada en *mg compuesto por kg peso corporal por día*.
- C = Concentración de exposición para el medio de contacto considerado.
- TC = Tasa de contacto (por ejemplo, mg suelo/día, m³ aire inhalados/día, mg adheridos a la piel, etc.).
- FE = Frecuencia de exposición (días/año).
- DE = Duración de la exposición (años).
- PC = Peso corporal, correspondiente al peso corporal medio durante el período de exposición (kg).
- TM = Período en el que se promedia la exposición (años).

Los tres términos de que consta la ecuación corresponden a variables relacionadas respectivamente con la contaminación (C), con la tasa de exposición (TC, FE, DE, PC) y con el tiempo de exposición al que se refiere la evaluación. En el caso de sustancias con efecto cancerígeno se multiplica la exposición calculada por el número de años de exposición que se prevén (DE) dividido por 70 (TM = 70), como una estimación la exposición ponderada a lo largo de 70 años de vida.

El modelo LUR considera 5 usos o escenarios de exposición: área de juego infantil, residencial con huerta, residencial, parque público e industrial/comercial. En cada uno de ellos se ha cuantificado la exposición estándar, para lo cual se han considerado posibles vías de exposición la ingestión de suelo, el consumo de hortalizas de producción propia, la inhalación de partículas y de compuestos volátiles y el contacto dérmico.

La aproximación al cálculo de la exposición ha sido conservadora, es decir los límites se han derivado sobre la base de la exposición máxima esperada. La información necesaria para el cálculo de los factores FE, DE, PC y TM se ha obtenido, siempre que ha sido posible, de estudios locales; éste ha sido el caso de los datos meteorológicos, tasas de consumo de alimentos¹¹ y de la Encuesta de Presupuestos de Tiempo¹². En los casos en que no existían datos locales se ha utilizado, por orden de preferencia, datos propuestos por la EPA^{3,13,14}, y por otros autores y organismos¹⁵⁻²¹.

En la tabla 1 se presentan resumidos los valores de los parámetros adoptados por el método LUR para cada uso del suelo. Los grupos de edad y los pesos corporales son los más utilizados internacionalmente^{13,20-22}. En cuanto a las frecuencias y tiempos de exposición,

Tabla 1. Parámetros utilizados en el cálculo de la exposición a contaminantes presentes en el suelo

	Población expuesta	Área de juego	Usos residenciales	Parque	Comercial /Industrial
Edad (años)	Niños	1-6	1-6	1-6	
	Adultos		7-70	7-70	20-60
Peso corporal (kg)	Niños	15	15	15	
	Adultos		70	70	70
Ingestión de suelo (mg/día)	Niños	200	200	200	
	Adultos		100		50
Frecuencia de exposición (d/año)	Niños	200	365	200	
	Adultos		365		250 (8 h/día)
N.º horas actividad ligera en el exterior (h/d)	Niños		3		
	Adultos		2,5	2,5	
N.º horas actividad moderada en el exterior (h/d)	Niños	4	4	4	
	Adultos		1		2
N.º horas actividad pesada en el exterior (h/d)	Niños				
	Adultos			1,5	
N.º horas actividad reposo en el interior (h/d)	Niños		13		
	Adultos		11		
N.º horas actividad ligera en el interior (h/d)	Niños		4		
	Adultos		8		
N.º horas actividad moderada en el interior (h/d)	Niños				
	Adultos		0,5		6
Volumen respiratorio exterior (m³/día)	Niños	8	10,4	8	
	Adultos		4,5	9,2	5
Volumen respiratorio interior (m³/día)	Niños		8,4		
	Adultos		15,4		15
Superficie dérmica (m²)	Niños	0,182	0,182	0,182	
	Adultos		0,310		
Corrección absorción dérmica	Niños	0,7	1		
	Adultos		0,7		
Duración de la exposición (años)	Niño	6	6	6	
	Adulto		34	34	40

hemos utilizado los percentiles 95 de las distribuciones del tiempo que la población adulta de la CAPV dedica a diferentes actividades, en el domicilio, en el lugar de trabajo y en los lugares de esparcimiento¹². En los casos en que no existe información publicada, las decisiones se han tomado por consenso entre los componentes del grupo de trabajo. Las tasas de ingestión de suelo son directamente las propuestas por la EPA²². Los volúmenes respiratorios se han calculado multiplicando las tasas medias de inhalación propuestas por la EPA¹³ por el percentil 95 del número de horas dedicadas a cada tipo de actividad. Para el uso industrial la tasa de inhalación considerada ha sido igual a 20 m³/día²².

Las concentraciones de partículas en suspensión empleadas se derivan de mediciones y datos empíricos disponibles para cada uso del suelo^{25,26}. Los contaminantes del suelo se adsorben preferentemente en las partículas más pequeñas^{15,25}, por lo que en las partículas suspendidas desde el suelo pueden encontrarse concentraciones de contaminantes mayores que en el propio suelo. Esto se ha traducido en el uso de un

factor de enriquecimiento, que toma el valor de 5 para compuestos inorgánicos y de 10 para los orgánicos. Para la estimación de la concentración de volátiles en el exterior se ha utilizado el factor de volatilización suelo-aire, que permite definir la relación entre la concentración del contaminante en el suelo y el flujo del contaminante al aire²⁶. El cálculo de la concentración del gas en el interior de viviendas se ha hecho a partir de la concentración en el gas del suelo, empleando un valor de dilución único para todos los contaminantes orgánicos igual a 1/1000²⁷; en el caso del uso comercial/industrial se ha considerado que la dilución es 10 veces mayor.

La absorción por vía dérmica se ha tenido en cuenta únicamente en el caso de los contaminantes orgánicos. La adherencia del suelo a la piel que hemos adoptado, 0,5 mg/cm², representa el punto medio de los valores centrado y extremo proporcionados por la EPA¹⁴. La superficie dérmica de exposición, en el caso de los niños, representa el 25% del percentil 50 de la superficie corporal; la de adultos es el resultado de sumar

los valores medios de superficie de manos, antebrazos y pies de varones¹⁴. Siempre que ha sido posible se han utilizado factores de absorción a través de la piel experimentales; en los casos en que no se ha encontrado información se ha aplicado el modelo de McKone²⁸.

En el caso del uso residencial con huerta, para calcular la exposición por consumo de hortalizas hemos empleado las medias aritméticas de los consumos de la dieta vasca de adultos, que se corresponde aproximadamente con el percentil 70¹¹. Hemos asumido que el consumo de producción propia es el 100% para las hortalizas y verduras, y del 50% para legumbres. Para calcular, a partir de la concentración del contaminante en suelo, la concentración esperada de cadmio, zinc y plomo en planta, hemos utilizado factores de transferencia empíricos, obtenidos de estudios locales²⁹⁻³¹. En el caso del níquel y mercurio hemos empleado los valores de la EPA²⁶. Para contaminantes orgánicos de los que no existan datos experimentales se ha utilizado el modelo de Briggs-Ryan³².

En general, antes de proponer los valores calculados como estándares para un contaminante, éstos deben ser contrastados con la información ambiental existente y debe valorarse asimismo su interés práctico. Para ello, en este caso se han establecido los criterios siguientes: 1) los valores de área de juego infantil se han hecho coincidir con el del residencial con huerta en los casos en que el valor calculado para este último fuera menor; 2) el estándar para cualquier uso no puede ser superior a 10 veces el valor del uso más sensible; 3) el uso de parque no puede ser más de 5 veces superior al valor de residencial con huerta.

A continuación se presentan los resultados de la aplicación del método LUR descrito al caso particular de dos contaminantes específicos: cadmio y benzo(a)pireno.

Resultados

Para ilustrar el proceso de derivación de una exposición estándar presentamos en la tabla 2 los cálculos correspondientes al uso residencial con huerta para cadmio y benzo(a)pireno. La tabla 3 muestra los resultados obtenidos de la aplicación del modelo LUR para ambos contaminantes en los diferentes escenarios de exposición; para cada escenario se indica la contribución de las diferentes vías a la exposición total. En el caso del cadmio, la exposición del grupo de niños es la que determina el estándar puesto que su exposición por kilo de peso corporal es mayor que la de adultos. En el caso del benzo(a)pireno, la estimación de la exposición se ha basado en la ponderación a un período de vida de 70 años que incluye a los dos grupos de edad (niños y adultos) con sus duraciones correspondientes.

Hemos adoptado como referencia toxicológica del cadmio la dosis establecida por la OMS⁶. La cuota de dosis empleada ha sido el 10% de la IDT para todos los usos excepto para residencial con producción de alimentos; en este caso se asigna el 30% de la IDT, resultado de sumar a este 10% la ingesta media de cadmio de la población general vasca a través de la dieta, que es el 19% del total de la ingesta³³. Por tratarse de un contaminante inorgánico las únicas rutas de exposición posibles son ingestión de suelo, consumo de hortalizas e inhalación de partículas. En el cálculo de la exposición alimentaria se han empleado los factores de bioconcentración suelo-planta experimentales^{29, 30} y datos de campo locales³¹. En el caso del uso residencial con huerta, la ingesta de alimentos es la principal vía de exposición, representando el 77% de la exposición total. Para el resto de los escenarios es la ingestión de suelo/polvo la ruta de exposición relevante.

El benzo(a)pireno es un compuesto clasificado como probable carcinógeno para los humanos por la IARC (2A) y la EPA (B2). Hemos adoptado el factor de pendiente de la OMS¹⁰. Se ha seguido el criterio general de admitir un riesgo añadido de cáncer de 10⁻⁵. Para el cálculo de la exposición por vía dérmica hemos empleado un factor de absorción del 20%, que es una asunción suficientemente conservadora, de acuerdo con los resultados de Wester y col.³⁴, que encontraron, en experimentos *in vivo*, una absorción de benzo(a)pireno a través de la piel del 13.2%. En la estimación de la exposición alimentaria se ha empleado un factor de bioconcentración igual a 0,003 (concentración en planta peso seco/concentración en suelo peso seco)³⁵. Como puede observarse en la tabla 3, a excepción del uso industrial, en el que dicha ruta no se considera operativa, la exposición por vía dérmica contribuye de forma significativa a la exposición en todos los escenarios de uso, siendo la ruta más relevante en el caso del uso residencial y en el de parque. Para los escenarios de área de juego infantil e industrial/comercial es la ingestión de suelo la ruta con mayor contribución a la exposición total, mientras que en el residencial con huerta es la ingestión de alimentos. Dada la relativamente baja volatilidad del benzo(a)pireno, la exposición por inhalación de vapor tanto en el exterior como en el interior no resulta relevante en ningún uso del suelo.

Discusión

El uso de los estándares para contaminantes en el suelo ha estado sujeto a cierta controversia. Las razones de la oposición se han centrado en las incertidumbres inherentes al proceso de derivación así como en la validez de las extrapolaciones de escenarios genéricos

Tabla 2. Cálculo de la exposición estándar para uso residencial con huerta a partir de la fórmula para cada ruta de exposición

Ruta de exposición	Cadmio Cálculo de la exposición (IDE)	Benzo(a)pireno Cálculo de la exposición (IDE) _p = IDE _{pn} + IDE _{pa}
Ingestión de suelo	$C_s \cdot \frac{TI \cdot FE \cdot DE}{PC} \cdot \frac{1}{TM} = C_s \cdot 1.33 \times 10^{-5}$	$C_s \sum \frac{TI_i \cdot FE_i \cdot DE_i}{PC_i} \cdot \frac{1}{TM} = C_s \cdot 1.84 \times 10^{-6}$
Consumo de hortalizas	$C_s \sum_{i=1}^{14} FT_i \cdot CH_i \cdot \left(\frac{ps}{pf} \right)_i \cdot \frac{FE \cdot DE}{PC} \cdot \frac{1}{TM} = C_s \cdot 4.47 \times 10^{-5}$	$C_s \sum_{i=1}^{14} FT_i \cdot CH_i \cdot \left(\frac{ps}{pf} \right)_i \cdot \frac{FE \cdot DE}{PC} \cdot \frac{1}{TM} = C_s \cdot 6.37 \times 10^{-6}$
Inhalación de partículas	$C_s \cdot C_{pa} \cdot TR_e \cdot ER \cdot \frac{FE \cdot DE}{PC} \cdot \frac{1}{TM} = C_s \cdot 3.47 \times 10^{-7}$	$C_s \cdot C_{pa} \cdot ER \cdot \sum \frac{(TR_i) FE_i \cdot DE_i}{PC_i} \cdot \frac{1}{TM_i} = C_s \cdot 9.06 \times 10^{-8}$
Dérmica		$C_s \cdot FA \cdot ABS \cdot \sum \frac{SD_i \cdot FE_i \cdot DE_i}{PC_i} \cdot \frac{1}{TM_i} = C_s \cdot 3.19 \times 10^{-6}$
Inhalación de vapores en el exterior		$C_s \cdot \frac{1}{VF} \cdot \sum \frac{(TR_i) FE_i \cdot DE_i}{PC_i} \cdot \frac{1}{TM_i} = C_s \cdot 1.46 \times 10^{-9}$
Inhalación de vapores en el interior		$C_s \cdot K_g \cdot FD \cdot \sum \frac{(TR_i) FE_i \cdot DE_i}{PC_i} \cdot \frac{1}{TM_i} = C_s \cdot 3.08 \times 10^{-10}$

Exposición por todas las rutas

$$\sum IDE = C_s \cdot 1.15 \times 10^{-5}$$

$$\sum IDE = C_s \cdot 5.18 \times 10^{-5}$$

Cálculo del máximo valor admisible

$$\sum IDE = \frac{RA}{SF} \rightarrow C_s = \frac{RA}{SF \cdot 1.15 \times 10^{-5}} = 1.7$$

$$\sum IDE = TDI \cdot Q \rightarrow C_s = \frac{TDI \cdot Q}{5.18 \times 10^{-5}} = 5.1$$

ER: Factor de enriquecimiento.

TR_e: Tasa de inhalación en el exterior (m³/día).

TR_i: Tasa de inhalación en el interior (m³/día).

FA: Factor de adherencia del suelo a la piel (mg/cm²).

SD: Superficie corporal en contacto con el suelo (cm²).

ABS: Absorción a través de la piel.

VF: Factor de volatilización suelo-aire (m³/kg).

K_g: Coeficiente de partición suelo/aire del suelo (kg/m³).

FD: Factor de dilución gas interior de la vivienda/gas del suelo.

IDT: Dosis de referencia (mg/kg-día).

Q: Cuota de la dosis de referencia destinada al suelo.

SF: «Slope factor» o factor de pendiente (mg/kg-día)⁻¹.

RA: Riesgo admisible para compuestos cancerígenos.

IDE: Exposición por peso corporal (mg/kg-día).

(IDE)_p: Exposición ponderada a lo largo de la vida.

IDE_{pn}, IDE_{pa}: Exposición ponderada para niños y adultos respectivamente.

FE: Frecuencia de exposición (días/año).

DE: Duración de la exposición (años).

TM: Tiempo al que se promedia la exposición (no carcinógenos, ED × 365 días/año; carcinógenos, 70 × 365 días/año).

C_s: Concentración en suelo (mg/kg).

TI: Tasa de ingestión de suelo (mg/día).

FTi: Factor de transferencia suelo/planta (mg por kg peso seco/mg por kg suelo).

a condiciones reales específicas.

Los principales argumentos a favor del uso de valores límite de contaminantes en suelo se han referido a cuestiones de carácter práctico y económico: los estándares son fácilmente interpretables y suponen un ahorro de tiempo y dinero a través de la agilización del proceso de evaluación de riesgos.

La utilización de los estándares requiere, en cualquier caso, el conocimiento de su significado y de sus incertidumbres. Su interpretación y fiabilidad dependen, fundamentalmente, de tres cuestiones: el nivel de riesgo que se considere admisible, la incertidumbre en la valoración de la toxicidad, y la incertidumbre en el cálculo de la exposición esperada para cada uso del suelo.

No existe un valor de riesgo aceptado internacio-

nalmente. Para compuestos carcinogénicos los niveles de riesgo admitidos varían entre 10⁻⁴ en el caso de Holanda²⁰ y 10⁻⁶ en el caso de Estados Unidos²⁶. El valor más extendido ha sido un riesgo admisible de 10⁻⁵. La OMS ha venido utilizando este valor para el cálculo de valores guía¹⁰. Para compuestos con efectos distintos de cáncer la fracción de la IDT asignada a la exposición a través del suelo varía, de unos países a otros, entre 10 y 100%^{19,20,26}, lo que puede conducir a una diferencia en el estándar calculado hasta de un orden de magnitud.

Actualmente, las fuentes de información más importantes para valorar la toxicidad de los contaminantes son la OMS y la EPA. Las limitaciones en el conocimiento científico, son origen, a veces, de divergencias entre las Ingestas Diarias Tolerables (IDT) de la OMS,

Tabla 3. Contribución de las distintas rutas a la exposición total, valores teóricos de exposición calculados y valores máximos admisibles en suelo

	Área de juego infantil	Residencial con huerta	Residencial	Parque	Comercial/industrial
Cadmio					
Dosis de referencia, IDT ($\mu\text{g/kg-día}$)	1	1	1	1	1
Ingestión de suelo (% IDE)	83,4	22,8	97,5	98,0	94,9
Consumo de hortalizas (% IDE)	—	76,8	—	—	—
Inhalación de partículas (% IDE)	16,6	0,3	2,4	1,9	5,1
Riesgo admisible (% IDT)	10	30	10	10	10
Valor calculado (mg/kg)	11,4	5,1	7,3	26,8	105
Valor máximo admisible (mg/kg)	5	5	8	25	50
Benzo(a)pireno					
SF (mg/kg-día) ⁻¹	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Ingestión de suelo (% IDE)	49,3	15,9	35,3	60,7	89,2
Consumo de hortalizas (% IDE)	—	54,9	—	—	—
Dérmica (% IDE)	31,4	27,5	61,5	38,6	—
Inhalación de partículas (% IDE)	19,7	1,7	1,7	0,7	9,6
Inhalación de vapores (% IDE)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Valor calculado (mg/kg)	15,7	1,7	3,9	38,7	63,7
Valor máximo admisible (mg/kg)	2	2	4	10	20

IDT: Ingesta diaria tolerable.

IDE: Exposición por peso corporal.

SF: «Slope factor» o factor de pendiente.

y las Dosis de Referencia (RfD) de la EPA, a pesar de que sus definiciones son prácticamente equivalentes. En el modelo LUR se ha establecido una preferencia por las IDT frente a las RfD, para mantener la coherencia con los valores límite para contaminantes en alimentos, agua y aire, calculados a partir de las IDT, que se utilizan actualmente en Europa.

Probablemente, el mayor grado de incertidumbre en la derivación de estándares provenga del cálculo de la exposición a los contaminantes del suelo. El estándar debe ser protector con los grupos sensibles y tener en cuenta las variaciones que pueden existir entre individuos, en las pautas de comportamiento y en el uso del terreno. Se ha recomendado, al igual que en las evaluaciones de riesgo de lugares contaminados³, que la exposición calculada debe ser la máxima razonable, lo cual, lógicamente, tiene un gran componente subjetivo. Principalmente, dos son las fuentes de incertidumbre en el cálculo de la exposición: las tasas de contacto empleadas y el cálculo de la concentración de contaminante, en aire y alimentos, procedente del suelo.

Las tasas de contacto son independientes del contaminante y pueden presentar una gran variabilidad. Así, la tasa de ingestión de suelo, una de las rutas importantes en el uso residencial, puede variar entre 150 y 500 mg/día para niños. De acuerdo a la bibliografía actual³⁶, 200 mg/día en niños y 100 mg/día en adultos, valores propuestos por la EPA²², no constituyen el lí-

mite superior del rango de ingestión de suelo, pero sí conducen a un cálculo de la exposición razonablemente conservador.

La mayor fuente de incertidumbre en la estimación de la exposición es, probablemente, la procedente de la estimación, a partir de una concentración del contaminante en suelo, de las concentraciones del contaminante en alimentos y en aire (interior y exterior de los edificios). La suspensión de partículas del suelo, la volatilización de contaminantes orgánicos, su acumulación en las viviendas y la absorción de contaminantes por las plantas son fenómenos complejos, que dependen de un gran número de variables. Sin embargo, para el cálculo de los estándares se establecen unas únicas condiciones de transferencia de los contaminantes desde el suelo al aire y a las plantas; puesto que el estándar debe ser suficientemente protector, estas condiciones deben conducir a la máxima concentración en aire o en planta, entre las que se consideran factibles. Dependiendo del número y tipo de rutas implicadas, la diferencia posible entre la exposición real en un emplazamiento concreto y la calculada con el modelo del estándar podrá ser mayor o menor. Esa diferencia posible nos habla de la robustez del estándar, que va a ser distinta para cada contaminante y uso del suelo. Los estándares que se basan en la exposición por ingestión de suelo y, cuando existan datos adecuados de transferencia del contaminante desde el suelo a las plantas, en la exposición por consumo de hortalizas, son

más fiables que aquéllos en los que la inhalación, el consumo de hortalizas cuando no hay datos adecuados o la vía dérmica son las rutas que deciden el estándar.

En el caso del cadmio las rutas de exposición decisivas son la ingestión de suelo y el consumo de hortalizas; el hecho de disponer de un gran número de datos locales relativos a la concentración en vegetales en función de la concentración en suelo conduce a que la estimación de la exposición tenga un nivel de incertidumbre bajo. Por el contrario, en el caso del benzo(a)pireno, donde la información relativa a la concentración en vegetales y a la absorción a través de la piel procede de

la escasa bibliografía disponible, el alto grado de incertidumbre se ve traducido en un valor máximo admisible en suelo bajo.

La principal función de los estándares, es decir, discriminar lugares contaminados que pueden constituir un riesgo para la salud, de aquéllos que no, depende en gran medida del grado de conocimiento de los mecanismos de toxicidad del contaminante, así como de las variables que afectan su movilidad y biodisponibilidad en el ambiente y de la variabilidad entre las poblaciones humanas. El establecimiento de valores máximos admisibles en suelo se beneficiará de los resultados de la investigación en todos estos

Bibliografía

1. Ferguson C, Darmendrail D, Freier K, Jenssen BK, Jenssen J, Kasamas H, Urzelai A, Vegter J (editors). Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 1. Scientific Basis. Nottingham: LQM Press; 1998.
2. Martínez T, Cambra K, Cuetos Y, Urzelai A. Valores máximos admisibles en suelo (VIE-B) para la protección de la salud. En: VV.AA. Calidad del Suelo. Valores Indicativos de Evaluación. Bilbao: Gobierno Vasco. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente; 1998.
3. US-EPA. Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I. Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-89/002. Washington D.C.: U.S. Office of Emergency and Remedial Response; 1989.
4. National Research Council. Risk Assessment in the Federal Government. Managing the process. Washington D.C.: National Academy Press; 1983.
5. FAO/OMS. Normas de identidad y de pureza para los aditivos alimentarios y evaluación de su toxicidad. Algunos colores alimentarios, emulsificantes, estabilizadores, antiaglutinantes y otras sustancias. Serie de Informes Técnicos núm. 445. Ginebra: Organización Mundial de la Salud; 1970.
6. JECFA. Summary of evaluations performed by the Joint FAO-WHO Expert Committee on Food Additives. Washington D.C.: Food and Agriculture Organization; 1996.
7. US-EPA. IRIS (Integrated Risk Information System). Disponible en: URL: <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris>.
8. Kalberlah F. Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbensteihung bei Altlasten. Berlin: Umwelt Bundes Amt.; 1993.
9. WHO. Air Quality Guidelines for Europe. European Series núm. 23. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 1987.
10. WHO. Guidelines for Drinking Water Quality. Geneva: World Health Organization; 1993.
11. Departamento de Sanidad. Encuesta de Nutrición de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Vitoria-Gasteiz: Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco; 1994.
12. EUSTAT. Encuesta de Presupuestos de Tiempo. Vitoria-Gasteiz: Servicio General de Publicaciones del Gobierno Vasco; 1993.
13. US-EPA. Exposure Factors Handbook. Washington D.C.: Office of Health and Environmental Assessment; 1989.
14. US-EPA. Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications. Interim Report EPA/600/8-91/011B. Cincinnati (OH): Office of Research and Development; 1992.
15. Ferguson C. The Contaminated Land Exposure Assessment Model (CLEA): Technical Basis and Algorithms. London: Department of the Environment; 1995.
16. Freier K, Grünhoff D, Hempfling R, Stubenrauch ST, Doetsch P. The UMS-system for exposure and risk assessment of contaminated sites. Contaminated Soil'98. London: Thomas Telford; 1998. p. 301-9.
17. Canadian Council of Ministers of the Environment. Guidance Manual for Developing Site-specific Soil Quality Remediation Objectives for Contaminated Sites in Canada. Ontario: Canadian Council of Ministers of the Environment; 1996.
18. Bachmann G, von Borries D, König W. Standards for soil contamination: Results of a Federal /State Working Group. Int J Toxicol 1997;16:487-94.
19. Swedish Environmental Protection Agency. Development of generic guideline values. Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden. Report 4639. Stockholm: Swedish EPA; 1996.
20. Van den Berg R. Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitative in kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden. Rapport nr. 725201006.11. Bilthoven: National Institute of Public Health and Environmental Protection; 1991.
21. Cornelis C, Geuzens P. Voorstel tot normering van bodemverontreiniging door zware metalen en metalloïden. Mol: Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek; 1995.
22. US-EPA. Human Health Evaluation Manual. Supplemental Guidance: Standard Default Exposure Factors. Washington D.C.: Office of Emergency and Remedial Response; 1991.
23. Reich O. Assessment of maximum exposure to soil contaminants during gardening. En: Mohr E, editor. Toxic and carcinogenic effects of soil particles in the respiratory tract. Washington D.C.: ILSI Press; 1994. p. 533-40.
24. Departamento de Sanidad. Descripción de la contaminación atmosférica en el área del gran Bilbao 1992-1996. Bilbao: Gobierno Vasco; 1998.
25. Dresch H, Ollrogge E. Beurteilung einer möglichen Gesundheitsgefährdung durch bleihaltige Sportplatzbeläge. Sportarzt und Sportmedizin 1976;9:216-20.
26. US-EPA. Soil Screening Guidance: Technical Background Document. EPA/540/R-95/128. Washington D.C.: Office of Emergency and Remedial Response; 1996.
27. Schneider K, Oltmanns J, Kalberlah F. Erarbeitung weiterer Prüfwertvorschläge für den Direktpfad zu weiteren boden- und altlastenrelevanten Stoffen. Freiburg: Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe GmbH; 1997.

- 28.** McKone TE. Dermal uptake of organic chemicals from a soil matrix. *Risk Analysis* 1990;10(3):407-19.
- 29.** Ansorena J, Sanz E, Eceiza A, Legorburu I. Biodisponibilidad y acumulación de metales pesados por hortalizas cultivadas en suelos contaminados. Memoria del proyecto n.º 5012. Bilbao: IHOBE, S.A.; 1996.
- 30.** Sanz E, Ansorena J, Merino D, Legorburu I. Biodisponibilidad de metales traza en suelos de la Comunidad Autónoma Vasca. Memoria del proyecto n.º 5012. Bilbao: IHOBE, S.A.; 1997.
- 31.** Cambra K, Alonso E, Martínez T. Análisis de riesgo de la contaminación del suelo en un área del Valle de Asua y de la contaminación derivada de hortalizas producidas en la zona. Bilbao: Departamento de Sanidad; 1996.
- 32.** Briggs GG, Bromilow RH, Evans AA, Williams M. Relationships between the lipophilicity and the distribution of non-ionised chemicals in barley shoots following uptake by the roots. *Pestic Sci* 1983;14:492-500.
- 33.** Jalón M, Urieta I, Macho ML, Azpiri M. Vigilancia de la contaminación química de los alimentos en la Comunidad Autónoma del País Vasco 1990-1995. Vitoria-Gasteiz: Departamento de Sanidad. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco; 1997.
- 34.** Wester RC, Maibach HI, Bucks DAW, Sedick L, Melendres J, Liao C et al. Percutaneous absorption of [¹⁴C] DDT and [¹⁴C] Benzo(a)pyrene from soil. *Fundam Appl Toxicol* 1990;15: 510-6.
- 35.** Trapp S, Matthies M, Reiter B. Überprüfung und Fortentwicklung der Bodenwerte für den Boden-Pflanze-Pfad. Teilprojekt Transferfaktoren Boden-Pflanze. UFOPLAN — Nr. 107 02 005, Berlin: Institut für Umweltsystemforschung (Osnabrück); 1998.
- 36.** Martínez T, Alonso E. Revisión bibliográfica de parámetros de exposición: ingestión de suelo y vía dérmica. Bilbao: Departamento de Sanidad; 1998.
-